Opusc. Zool. Budapest, VIII, 1, 1968

Veränderungen der Umweltsbedingungen und der Bodenfauna eines fischereilich bewirtschafteten seichten Sees

Von

E. V. KOZMA, M. MOLNÁR und Á. BERCZIK*

Der Öreg-tó (Alter See), auch Nagy-tó (Großer See) genannt, lenkt bereits seit Jahrzehnten die Aufmerksamkeit der heimischen Hydro- und Produktionsbiologen, einerseits als Zentrum einer unserer bekanntesten Karpfenteichwirtschaften, anderseits als halbkünstlicher eutropher See von großer Produktivität auf sich.

In den letzteren anderthalb Jahrzehnten führte die physikalische und chemische Verschlechterung der Wasserqualität des den See speisenden Átalér-Baches in dem See stets tiefergreifende Veränderungen herbei. Diese Veränderungen sind um so mehr beachtenswert, da über die lebenswichtigen Interessen der hochstehenden Fischwirtschaft hinaus in diesem Gebiete auch die Interessen der Entwicklungspläne der regionalen Kurorte und des Fremdenverkehrs immer mehr in den Vordergrund getreten sind.

Von den oben gesagten veranlaßt, führten wir auf Grund der Vorstellungen von E. V. KOZMA im Laufe des Jahres 1966 auf dem Öreg-tó Untersuchungen in mehreren Richtungen durch. Die allgemeinen limnologischen und chemischen Verhältnisse wurden von E. V. KOZMA, die Bodenfauna von E. V. KOZMA und Á. BERCZIK, ferner die pathogen-bakteriologischen Verhältnisse von M. MOLNÁR untersucht.

Beschreibung des Sees und Übersicht der früheren Untersuchungen

Der schon vor Jahrhunderten durch Anstauung des Átalér-Baches künstlich entstandene, im großen und ganzen ovalförmige See, namens Öreg-tó liegt 80 km nordwestlich von Budapest 129 m ü.M. Der ursprüngliche Umstand des Sees beträgt 420 Katastraljoch, die größte Länge 2600 m, die größte Breite 1400 m und eine durchschnittlich 180 cm-Tiefe. Die tiefsten Stellen sind am

*Frau Dr. ERZSÉBET V. KOZMA, Magyar Dunakutató Állomás (Ungarische Donauforschungsstation), Alsógöd, Jávorka Sándor u. 14; Dr. MIKLÓS MOLNÁR, MÁV Közegészségügyi Intézete (Hygienisches Institut der Ungarischen Staatsbahnen), Budapest, VIII. Salgótarjáni út 1; Dr. ÁRPÁD BERCZIK, ELTE Állatrendszertani Tanszék (Institut für Tiersystematik der L. Eötvös—Universität), Budapest, VIII. Puskin u. 3.

nördlichsten Teil zu vermessen. Die Längsachse des Sees ist NNW-SSO orientiert. Der Átalér-Bach mündet in der SSO-Richtung ein und die überschüssige Wassermenge fließt aus dem Nordteil, wo auch der See abgelassen werden kann, ab. Die Sedimentsverhältnisse des Sees sind ziemlich mannigfaltig: im mittleren und nördlichen Teil ist er durch einen zusammenhängenden, weichen, grauen Schlamm von Gyttja-Typ bedeckt. An der Ost- und Westseite finden wir in einem breiteren Streifen sandiges Sediment, am Südende des Sees, in der Einmündungszone des Átalér-Baches war ursprünglich weiches, lehmigschlammiges Sediment zu finden. Der in den anderhalb Jahrzehnten vom Átalér-Bach in größerer Menge geführte, mehr oder weniger feinere Sinkstoff hat bereits 25% des Sees verlandet. An der Stelle der einstigen Wasserflächen stehen heute bereits große Weidenbäume. Natürlich setzt sich die Auffüllung vor dem durch die Vegetation schon festgehaltenen Teil in raschem Tempo fort; in den noch unter Wasser stehenden Gebieten der einstigen südlichen Teile ist das ursprüngliche Sediment von einer dicken, mit Asche, Kohle und Schlacke vermischten Schicht überdeckt. Dieses Sediment gleitet unter der Wirkung der vom Wind erregten Wasserbewegungen bzw. des eigenen Gewichtes langsam der Mitte des Sees zu.

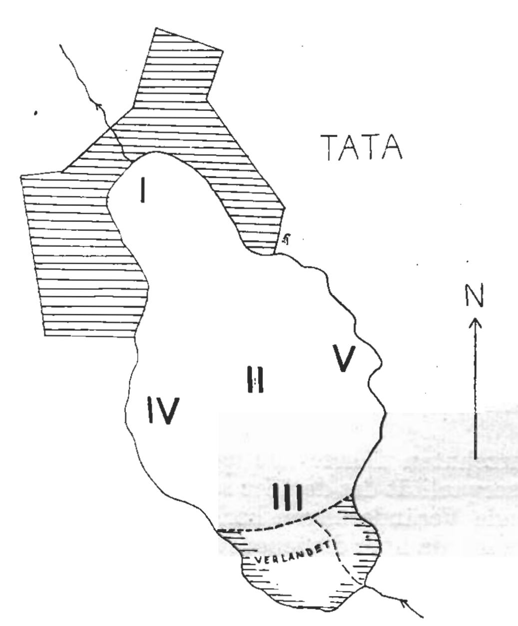


Abb. 1. Lageplan des Öreg-Sees mit den Sammel- bzw. Untersuchungsstellen

Von den sich auf den See Öreg-tó beziehenden Fachwerken sollen bloß die wichtigsten erwähnt werden.

R. Maucha erwähnt in seinen 1947 und 1949 erschienenen Arbeiten (17, 18) den See und hebt in beiden Fällen seine potentielle Produktionsfähigkeit (R^2-Wert) hervor. Er stellt den Produktionsfähigkeitsindex des Sees mit 1,58–1,91 fest (die entsprechenden Werte sind beim Velencer See: 6,71, beim Balaton: 5,55) und charakterisiert den Öreg-tó als einen eutrophen See von hervorragender Qualität. Diese seine Feststellung wird von der fischwirtschaftlichen Bilanz der damaligen und späteren Zeiten auch unterstützt.

Á. Berczik veröffentlichte die horizontale Verbreitung des Makrobenthos zwischen den Jahren 1954 und 1957 auf Grund seiner insgesamt fünfmal vorgenommenen, ausführlichen quantitativen und qualitativen Untersuchungen (3, 5). Am mittleren und nördlichen Teil des Sees (Abb. Sammelstelle I und II), wo das Sediment aus feinem Schlamm von Gyttja-Typ bestand, wurden durchschnittlich fast so viele Larven von *Chironomus plumosus* gefunden, wie in dem produktivsten Sediment des Velencer Sees. Dies bedeutet rund 1700–2000 St./m^2, was einem Gewicht von 46,71 g/m^2 entspricht. Angesichts der Vermehrungszyklen von *Chironomus plumosus* bedeutet dies eine Jahresproduktion von 140,13 g/m^2!

B. Veszprémi führte im Jahre 1959 gerade im Zusammenhang mit der zunehmenden Auffüllungstätigkeit des Átalér-Baches Untersuchungen durch und stellte fest, daß der Bach zwar stark verunreinigt, jedoch keine unmittelbar wirkende Gifte enthält, ferner daß das Phyto- und Zooplankton des Sees ärmlich, sein Bodenfauna hingegen reich ist (28).

Die beiden Werke von Sz. Papp (19, 20) lieferten über den chemischen und bakteriologischen Zustand des Öreg-tó in der Zeitspanne zwischen 1951 und 1964 gewisse Angaben. Da jedoch weder die genaue Stelle, noch der Zeitpunkt der Probeentnahmen angegeben wurden, sind sie zum Vergleich wenig geeignet.

Von den in technischer Beziehung verfaßten (hydrologischen, wasserwirtschaftlichen) Arbeiten heben wir lediglich die von I. György hervor (11), die auch in regionaler Hinsicht die auf den Átalér-Bach und den Öreg-tó sich beziehenden Fragen zusammenfaßt und die Wichtigkeit der Feststellung hervorhebt, daß der Öreg-tó von den weiteren Verunreinigungen aus verschiedenen Gründen zu schonen ist.

Die Zielsetzung der Untersuchungen

Den oben gesagten entsprechend, versuchten wir im Laufe der von uns durchgeführten Untersuchungen auf die folgenden Fragen eine Antwort zu erhalten:

— in welchem limnologischen Zustand befindet sich heute der Öreg-tó?

— was ist der Zustand betrefflich der chemischen Bestandteile des Wassers und des Sediments des Sees, sowie des Wassers des Átalér-Baches (vor der Einmündung)?

— in welchem bakteriologischen Zustand befindet sich das Wasser und das Sediment des Sees, sowie das Wasser des Átalér-Baches?

— wie gestaltet sich die qualitative und quantitative Zusammensetzung der im Sediment des Sees lebenden Makrofauna?

— zu welchem Ergebnis führt der Vergleich der erhaltenen Angaben mit den früheren ähnlichen Untersuchungsergebnissen?

— inwiefern kann der veränderte biologische Zustand des Sees mit der Qualitätsveränderung des den See speisenden Wassers erklärt werden?

Untersuchungsmethoden

Zu unseren Untersuchungen bezeichneten wir auf dem See 5 ständige Probeentnahmestellen u.zw. auf die Weise, daß diese auf der ganzen Fläche des Sees gleichmäßig verteilt sind (Abb. 1). Angesichts dessen, daß gewisse regionale Abweichungen des Sediments im See bereits aus unseren früheren Untersuchungen bekannt waren (3, 5), zogen wir bei der Absteckung der Untersuchungsstellen auch die Zonationsverhältnisse des Sediments in Betracht. Wir entnahmen Wasserproben an fünf Punkten des Sees zum Zwecke der chemischen, physikalischen und bakteriologischen Untersuchungen und aus dem Átalér-Bach, vor der Einmündung in den See.

Die Untersuchungen an Ort und Stelle nahmen wir im Jahre 1966 von April bis Oktober (bis zum Ablassen bzw. Abfischen des Sees) 7mal vor.

Die Untersuchungen wurden folgenderweise durchgeführt.

a) *Chemische und physikalische Untersuchungen*

Wir maßen die Wassertemperatur (an der I. Probeentnahmestelle in drei Tiefen, an den übrigen Stellen in der Oberflächenschicht), sowie die Temperatur des Sediments. Es wurde der makroskopische Zustand des Sediments beobachtet und notiert, die Tiefe des Wassers gemessen und der Schwebestoffgehalt des Wassers festgestellt.

Die chemischen Untersuchungen erstreckten sich auf die folgenden Bestandteile: pH, Alkalinität, Karbonathärte, Gesamthärte, Ca-Härte, Mg-Härte, Kalzium-, Magnesium-, Natrium- und Kalium-, Hydrogenkarbonat-, Chlorid-, Sulphat-, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Eisen-Ionen, Siliziumdioxyd und Kaliumpermanganatverbrauch. Gemessen wurden ferner die gelöste O_2- und CO_2-Menge und der organische Stoffgehalt des Sediments, sowie die Menge der Gesamttrockensubstanz.

Die chemischen Analysen wurden im allgemeinen der Ungarischen Norm über Wasseruntersuchung (MSZ 448—55) entsprechend weiterhin nach der Halbmikromethode MAUCHAS durchgeführt (15, 16).

Zu den chemischen Untersuchungen nahmen wir die Wasserprobe an der tiefsten Probeentnahmestelle Nr. I aus 3 verschiedenen Tiefen (von der Oberfläche, aus der mittleren Tiefe und unmittelbar über dem Grund) mit dem WERESCHTSCHAGIN-MAUCHASchen Wasserschöpfer; an den Entnahmestellen Nr. II–V, sowie aus dem Bach Átalér erfolgte die Wasserprobeentnahme von der Oberfläche.

b) *Mikrobiologische Untersuchungen*

Zu den hygienischen und mikrobiologischen Untersuchungen wurden die Wasserproben parallel mit den chemischen Untersuchungen entnommen. Ein einziges Mal (am 18. September 1966) nahmen wir auch zur bakteriologischen Aufarbeitung von den Probeentnahmestellen Nr. I–V je eine Schlammprobe.

Die von Ort und Stelle in das Budapester Laboratorium in gekühltem Zustand eingelieferten Proben wurden nach der Norm MSZ 22901—55 aufgearbeitet.

Die Keimzahl wurde mit Agar-Plattenguß durch eine Züchtung bei 37 °C, die anaërobe Keimzahl auf Wilsonschem Nährboden, der Coli-Titer auf milchzuckrigem Bouillon und auf einer Endo-Agarplatte bestimmt. Der Nachweis der Bakteriophagen erfolgte mit der Methode NYBERG–GAJZÁGÓ (6).

c) *Zoologische Untersuchungen*

Um die in der Lebewelt des Sees vor sich gehende Änderung registrieren zu können, führten wir an 5 Probeentnahmestellen quantitative und qualitative Boden- (Makro-) Faunauntersuchungen durch. Bei jeder Gelegenheit wurden je Sammelstelle durch einen EKMAN–BIRGESchen Bodengreifer mit einer Grundfläche von 225 cm^2 drei Sedimentproben genommen, die wir durch ein Sieb mit 0,38 mm-Maschenweite durchgesiebt haben. Bei der Auswertung der Ergebnisse zogen wir auch die sich auf die physikalischen und chemischen Verhältnisse des Sediments beziehenden Untersuchungsergebnisse in Betracht.

Zur Feststellung der Biomasse bzw. der Produktion führten wir auch Gewichtsmessen durch. Nachdem wir die Chironomiden und die *Tubifex*-

Exemplare gelegentlich und je nach Sammelorte abgesondert, gezählt haben, wurden sie gewogen. Vor der Abwägung legten wir die Tiere auf ein analytisches Filterpapier von guter Qualität, um die an ihren Körper haftende Feuchtigkeit zu entfernen. Das Abwägen erfolgte in einem geschliffenen, mit Deckel versehenen analytischen Meßgefäß in destilliertem Wasser von einigen ml, auf einer analytischen Waage mit einer Genauigkeit von 4 Dezimalstellen berechnet. Da die Abwägungen an Ort und Stelle nicht durchführbar waren, mußten die Tiere konserviert werden. Unserer Erfahrung nach erwies sich — gegenüber SCHWOERBEL, der 40% iges Formalin empfiehlt 1271 — die 4% ige Formalinlösung als die entsprechendste, da in dieser die Tiere nur eine unbedeutende Gewichtszunahme zeigten.

Aus den erhaltenen Messungsergebnissen errechneten wir das durchschnittliche Gewicht der Tiere, sodann hieraus den auf ein m^2 fallenden Wert der Biomasse.

Untersuchungsergebnisse

Diesmal versuchen wir vor allem die im Öreg-tó vor sich gehende limnologische Veränderung und im Rahmen dieser die quantitative und qualitative Veränderung der Bodenfauna vorzuführen. Entsprechend der gezogenen Lehren und Schlußfolgerungen geben wir zahlreiche, vor allem chemische, bakteriologische Teilergebnisse lediglich zusammengezogen an.

Tabelle 1. Durchschnittliche Wassertiefen des Öreg-Sees (in cm)

	Untersuchungsstelle				
	I	II	III	IV	V
1954-57	330	240	45	120	160
1966	260	220	0	90	125
Verminderung (in Prozent)	22	9	100	25	22

Morphologische und physikalische Verhältnisse. — Die schädliche Wirkung des den Öreg-tó speisenden Baches Átalér bzw. des von ihm geführten Sediments haben wir bereits in der Einleitung unserer Abhandlung erwähnt. Zur Veranschaulichung der das Bestehen des Sees bedrohenden Wirkungen wünschen wir einerseits die während der letzten 12 Jahre vor sich gegangenen Veränderungen der Tiefenverhältnisse, anderseits die die Geschiebeführung des Átalér betreffenden Vermessungen und Berechnungen bekanntzugeben.

Die zur Zeit der Untersuchungen der Jahre 1954–57 gemessenen durchschnittlichen Tiefen und die im Jahre 1966 gemessenen Werte enthält Tab.

Die Messungsstellen waren mit Ausnahme der Untersuchungsstelle Nr. III bei den früheren, sowie bei den neueren Untersuchungen die gleichen. Die Stelle Nr. III mußte in Richtung der Längsachse des Sees, seiner Mitte zu versetzt werden, da die frühere Probeentnahmestelle Nr. III infolge der Verlandung bereits im Jahre 1966 auf das Trockene kam (Abb. 1).

Zur Feststellung der Menge des vom Átalér geführten Geschiebe nahmen wir Messungen der Trockensubstanzmenge vor. Die Menge des in den See gelangten Sediments rechneten wir auf Grund des folgenden Gedankenganges

aus: die Unterschiede der Gesamttrockensubstanz, die zwischen dem Átalér und den entferntesten Punkten des Sees gemessen wurden, nahmen wir zu der im ersten Drittel des Sees sich ablagernden Substanzmenge proportional. (Bei den Berechnungen zogen wir die Probeentnahmestelle Nr. III nicht in Betracht.)

Die Menge des vom Átalér geführten Geschiebe schwankt in den Monaten Mai, Juli, August und September um den Wert 0,26 kg/m³. In April haben wir kleinere, im Juni hingegen größere Werte gemessen. Diese Menge, beachtet man den durchschnittlichen Wasserertrag von 3,5 m³/sec, bedeutet durchschnittlich eine Sedimentmenge von 82 252,8 kg/Tag. Angesichts dessen, daß nach dem Durchschnitt dreier Messungen das Volumen des 1000 g lufttrokkenen Sediments 0,7 l ergibt, beträgt diese Menge 57,5 m³/Tag, die etwa in 100 Tagen 1 Katastraljoch in 1 m-Höhe aufzufüllen vermag.

Die Wahrscheinlichkeit der Berechnungen von solchem Charakter ist natürlicherweise nur approximativ, weil wir sämtliche Faktoren — Wasserertrag, Menge, Qualität des vom Wasser gelieferten Sediments usw. — als ständig annehmen, obwohl sie in der Wirklichkeit stark schwanken können. Wir müssen in Betracht ziehen, daß wir eine 1 m hohe, gleichmäßige Auffüllung vorausgesetzt haben. In der Wirklichkeit ist der Rhythmus der Auffüllung im Seebereich nicht gleichmäßig, da es auch zur Zeit solche Teile gibt, wo das Wasser nur 20–30 cm, hingegen an anderen Stellen 2–3 m tief ist. Wir sind der Meinung, daß die Angaben das Maß der Auffüllung ziemlich gut widerspiegeln, die katastrophale Lage, die den ganzen See bedroht, ziemlich gut veranschaulichen.

Die während den 12 Jahren der Verlandung tatsächlich vor sich gegangene Veränderung bestätigt die Richtigkeit unserer Berechnungen: laut der Schätzung der Tataer Teichwirtschaft haben sich von der ursprünglich 420 Katastraljoch betragenden Seefläche bisher etwa 80–90 Katastraljoch verlandet. (Auf dem größten Teil dieses Gebietes gedeihen heutzutage bereits Pappeln.)

1. Die chemischen Verhältnisse

Die Extremwerte des pH im Átalér betrugen 7,9–8,3; im Wasser des Sees schwankten sie zwischen 7,1–8,2, erreichten daher kein einziges Mal den Wert 8,4, über welchen auch bereits im Wasser Karbonat-Ionen vorkommen.

Die *Alkalinität* betrug im Átalér 5,3–7,4 und wechselte im See zwischen 4,9–7,2 W°. Im Zusammenhang damit zeigten die Hydrogenkarbonat-Ionen ähnliche Veränderungen: im Átalér 323,4–451,5 mg/l, im Wasser des Sees 298,9–439,3 mg/l. Wie ersichtlich, ist sowohl der minimale als auch der maximale Wert im See kleiner, als im Wasser des Baches (mit Ausnahme der Probeentnahmestelle Nr. III). Dies läßt sich mit biologischen Ursachen erklären, die Assimilationsprozesse der Pflanzenorganismen — des Planktons und der sich in großer Menge vermehrenden Makrovegetation — vermindern nämlich in der sommerlichen Vegetationsperiode die Menge der Hydrogenkarbonat-Ionen. Die Reaktion:

$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightleftarrows Ca(HCO_3)_2$$

verschiebt sich nämlich infolge der im Laufe der stärkeren Assimilation erfolgten Verminderung des Kohlendioxyds in Richtung des unteren Pfeils und dies zieht die Abnahme der Hydrogenkarbonat-Ionenmenge nach sich. Das freigewordene Kohlendioxyd entfernt sich im Laufe eines weiteren Assimila-

tionsprozesses aus dem Wasser und erscheint dort wieder, wenn mit der Verminderung der Lichtstärke die Dissimilation das Übergewicht erlangt. Bei gut gepufferten Gewässern — und auch der Öreg-tó gehört hierzu — verursachen diese Prozesse keine wesentlichen pH-Wertveränderungen (22).

Sowohl im Falle des pH-Wertes, als der Alkalinität weichen die Angaben der Probeentnahmestelle Nr. III von den Angaben des Sees, ja selbst von denen des Átalér ab. An dieser Stelle — wie es sich im weiteren herausstellen wird — weichen die Verhältnisse sozusagen im Falle eines jeden Bestandteiles von den Probeentnahmestellen Nr. I, II, IV und V ab. Die Ursache dessen liegt im folgenden:

1. Die Stelle fällt zur Einmündung des Átalér am nächsten, dies Wirkung dieses Gewässers kommt daher am besten hier zur Geltung.

2. Die Wassertiefe beträgt hier infolge des starken Verlandungsprozesses nur einige Dezimeter und ist mit dem lockeren, auch auf die Wirkung eines kleineren Windes sich aufwirbelnden, eine hochorganische Substanz enthaltenden Schlamm in unmittelbarer Berührung. Eine derart innige Berührung zwischen Sediment und Wasser kann offenkundig zahlreiche chemische Veränderungen verursachen.

3. Dieses Gebiet grenzt dem Trockenland zu an ein ausgedehntes Röhricht. Auch dies kann auf die Zusammensetzung des seichten Wassers auswirken.

Die Werte des *Kalzium- und Magnesium-Ions* bzw. im engen Zusammenhang mit diesen die Werte der *Gesamthärte* sind gleichfalls interessant. Hinsichtlich der Gesamthärte und des Kalzium-Ions ist die Lage mit den vorangehend erörterten Bestandteilen dieselbe, die Werte des Átalér sind nämlich die höchsten. Dies läßt sich mit der vorangehend erörterten Assimilationstätigkeit erklären. Die Verhältnisse sind auf dem Gebiete des Magnesium-Ions wesentlich ausgeglichener, obwohl wir auch hier eine dem vorher gesagten ähnliche Tendenz wahrnehmen. Dies folgt natürlich daraus, daß wir zu seiner Erhaltung in Form einer Lösung kein Gleichgewichtskohlendioxyd benötigen und auf diese Weise beeinflussen die biologischen Prozesse die Bildung ihrer Menge in wesentlich geringerem Maße.

Die *Chlorid- und Sulphat-Ionen* zeigen keine solche Veränderung, die mit den oben gesagten in Zusammenhang gebracht werden könnte, was auch natürlich ist, da keines von ihnen in den biologischen Prozessen eine besondere Rolle spielt.

Die stickstoffhaltigen Ionen — die *Ammonium-*, *Nitrit- und Nitrat-Ionen* gehören zu den wichtigsten pflanzlichen Nährstoffen. Die Menge von allen drei Ionen ist im allgemeinen gering und ändert sich saisonmäßig. Ihre Menge nimmt in der Zuchtzeit im allgemeinen ab (1, 18, 22).

Bei allen drei Ionen finden wir die größten Werte im Átalér und auf der Probeentnahmestelle Nr. III. Die auf den übrigen Stellen gefundenen Werte stehen einander ziemlich nahe. Sehr interessant ist, daß an den Stellen, wo das Sediment des Átalér nur wenig seine unmittelbare Wirkung verspüren läßt, der minimale Wert der Nitrit-Ionen in mehreren Fällen nur „Spuren" oder ∅ ist. Dies kann nur zufolge der Intensität der Nitrifikationsprozesse, also durch raschem Kreislauf des Stickstoffes zustande kommen.

Die höchsten Werte des *Siliziumdioxyds* sind gleichfalls im Átalér und auf der Probeentnahmestelle Nr. III zu vermessen. Die im Wasser des Sees vorkommenden kleineren Werte deuten auch hier wahrscheinlich die kräftigeren biologischen Prozesse an.

Tabelle 2. Wassertemperatur und O_2-Gehalt (in mg/l und in Sättigungsprozent)

Datum	Untersuchungsstelle																	
	Átalér			I.			II.			III.			IV.			V.		
	C°	O_2 mg/l	%	C°	O_2 mg/l	%	C°	O_2 mg/l	%	C°	O_2 mg/l	%	C°	O_2 mg/l	%	C°	O_2 mg/l	%
29. IV	17,0	8,7	90	18,2	11,8	125	18,0	10,9	114	18,4	8,4	89	18,0	9,8	102	19,4	9,8	105
				17,0	9,5	97												
				15,8	9,0	90												
23. V	21,9	6,5	72	22,3	10,3	118	22,4	10,0	114	21,2	7,9	87	22,6	8,6	99	21,2	9,0	100
				21,0	8,0	88	20,2	0,1	2									
20. VI	21,6	5,6	63	25,2	9,6	115	22,8	9,6	110	23,2	6,7	76	23,2	8,1	94	23,2	8,7	100
				23,2	3,8	43												
				22,8	2,9	32												
15. VII	21,8	3,8	41	22,3	11,4	130	22,3	11,5	120	21,2	6,0	67	22,2	7,9	90	22,2	7,4	84
				22,8	8,3	95												
				22,6	5,9	67												
18. VIII	23,1	5,3	60	27,0	5,7	70	27,0	9,2	114	28,0	8,6	108	27,0	9,0	111	27,0	9,8	120
				25,0	5,4	64												
				24,5	4,6	54												
19. IX	18,8	6,4	67	20,0	11,1	120	19,0	9,5	100	20,6	8,7	96	20,4	9,1	100	17,9	9,4	98
				19,0	6,3	67												
				18,4	4,8	50												
17. X	13,8	7,1	68	14,5	8,3	80	15,3	7,3	73	16,7	8,5	85						
				14,6	8,1	79												

Ein völlig gleiches Bild zeigt sich auch im Falle der *Eisen-Ionen*. Die im See gefundenen Werte sind mit dem Átalér und der Stelle Nr. III verglichen viel niedriger. Auch diese Erscheinung kann mit biologischen Prozessen erklärt werden u.zw. durch die Tätigkeit der Eisenbakterien bzw. durch den intensiveren Verbrauch der Wasserorganismen.

Der *Kaliumpermanganatverbrauch* gibt über die verunreinigung des Wassers einen Aufschluß. Die festgestellten Werte zeugen im allgemeinen von einem befriedigenden Verunreinigungsgrad, insbesondere wenn wir sie mit den ausschließlich negativen Ergebnissen der Spitta-Weldertschen Probe vergleichen.

Die mit den Messungen des *gelösten Sauerstoffes* verbundenen Angaben (die Wassertemperatur, die Menge des Sauerstoffes in mg/l und in Sättigungsprozentwerten ausgedrückt) enthält Tab. 2.

Tabelle 3. Kohlensäuren Werte

Untersuchungs-stelle	Datum	Gebundene CO_2 (mg/l)	Freie CO_2 (mg/l)
Átalér	30. III	153,6	12,2
	29. IV	162,8	13,0
	23. V	154,4	14,7
	20. VI	146,5	19,3
	15. VII	149,2	Ø
	18. VIII	116,2	16,3
	19. IX	159,3	18,9
I	15. VII	124,1	11,2
	18. VIII	117,0	9,2
II	29. IV	122,8	9,7
	19. IX	150,9	10,8
III	23. V	155,8	18,5
	20. VI	151,4	22,2
	15. VII	156,2	12,3
	18. VIII	127,6	48,0
	19. IX	165,9	15,4
IV	29. IV	132,4	15,0
	15. VII	132,0	60,9
V	15. VII	127,6	14,3
	18. VIII	114,8	11,7
	19. IX	133,8	54,6

So wie dies zu erwarten war, kam im Átalér eine Übersättigung kein einziges Mal vor. Im See hingegen stellten wir auf den Sammelstellen I und II fast bei jeder Gelegenheit eine Übersättigung fest. Der Grund hierfür ist, daß sich an diesen Stellen in großer Menge Laichkraut entwickelt hat und daß wir die Probeentnahmen jedesmal in den Mittagsstunden — also vom Gesichtspunkt der Assimilation im aktivsten Tagesabschnitt — durchgeführt haben. In den Schichten unter der Oberfläche fanden wir hingegen keine Übersättigung vor, ja die Konzentration nimmt dem Boden zu stark ab. Dies beweist, daß im

Wasser, das eine verhältnismäßig hohe Temperatur hat, intensive Atmungs- oder Abbauprozesse vor sich gehen. Für diese letzteren spricht der ziemlich große organische Stoffgehalt des hier bestehenden Sediments. An der Stelle III habe ich nur einmal, an der Stelle IV hingegen zweimal eine Übersättigung vorgefunden. Der letztere Fall kann durch das Fehlen der Makrovegetation, während der vorherige durch die sauerstoffverdauenden Prozesse des über einen großen organischen Stoffgehalt verfügenden Sediments erklärt werden. Die Stelle V nimmt etwa eine Zwischenstelle zwischen den Sammelstellen I–II und III–IV ein.

Die Tab. 3 enthält die Mengen des *gebundenen*, sowie die des gemessenen *freien Kohlendioxyds.*

Im Átalér fanden wir in sechs Fällen, an der Probeentnahmestelle Nr. III in fünf Fällen freies Kohlendioxyd. Die Menge schwankte zwischen 12,3–48,0 mg/l. An den Sammelstellen I und II kam dies nur zweimal, an der Sammelstelle V nur dreimal mit Werten zwischen 9,2—60,9 mg/l vor.

Tabelle 4. Prozentuelle Menge der organischen Stoffe in den Sedimentproben

Datum	Untersuchungsstelle									
	I		II		III		IV		V	
	C	o. S.	C	o. S.	C	o. S.	C.	o. S.	C	o. S.
29. IV	3,9	6,7	4,0	6,9	8,2	14,2	1,2	2,0	4,0	7,0
23. V	3,2	5,6	3,7	6,4	6,0	10,4	0,3	0,5	1,8	3,1
20. VI	3,2	5,6	4,2	7,3	6,6	11,4	0,4	0,7	0,6	0,9
15. VII	4,0	6,9	4,2	7,3	7,0	12,0	0,2	0,4	3,0	5,2
18. VIII	3,7	6,4	3,8	6,6	6,8	11,7	0,2	0,4	1,1	1,9
19. IX	4,1	7,0	4,5	7,7	6,3	10,8	4,8	8,2	0,2	0,4
17. X	4,2	7,2	5,1	8,8	4,5	7,7	—	—	—	—

Zeichenerklärung: C = Kohlenstoff, o. S. = organische Substanzen.

Aus den Ergebnissen geht hervor, daß während das Speisewasser — und die Stelle III — freies Kohlendioxyd fast bei jeder Gelegenheit enthielt, kam dieses im Wasser des Sees nur mehr seltener vor. Auf Grund einer rein produktionsbiologischen Ansicht würde man auf den Schluß kommen, daß das Kohlendioxyd aus dem Wasser des Sees zufolge der Assimilationsprozesse verschwindet. Auf Grund der verhältnismäßig wenigen Angaben müssen wir jedoch mit dieser Schlußfolgerung vorsichtig sein, besonders wenn wir die Kompliziertheit der die Änderungen des Kohlendioxyds auslösenden chemischen und biologischen Faktoren vor Augen halten. Wahrscheinlicherweise ist für das Wasser des Sees ein um die Gleichgewichtslage schwankender, vor allem durch biologische Änderungen beeinflußter Zustand charakteristisch.

Aus dem Sediment der Probeentnahmestellen I–V bestimmten wir ein jedesmal den organischen Stoffgehalt. Die Meßangaben (die Menge der organischen Kohle, sowie des organischen Stoffes in % ausgedrückt) enthält die Tabelle 4 (die Bestimmungen wurden mit der Methode von Tjurin durchgeführt).

Auf den Probeentnahmestellen I und II betrug die organische Stoffmenge etwa 7%. Das völlig sandige Sediment der Sammelstelle IV und das teilweise sandige der Stelle V enthielten wesentlich weniger organische Stoffe. Die hie und da sprungmäßig steigenden Werte können damit erklärt werden, daß

sich die Ablagerung im südlichen Drittel des Sees in ständiger Bewegung befindet und von den höheren Teilen dem niedrigeren zu gleitet. Es ist offenkundig, daß die größeren Werte von den an diesen Stellen entnommenen Proben stammen. Die größten Werte fanden wir an der Stelle III. Es ist mit Recht anzunehmen, daß das hier gefundene Sediment ausschließlich aus dem Átalér stammt. Dieses enthält die meisten organischen Stoffe. Auf die Zusammenhänge, die zwischen der Menge des organischen Stoffes und der Faunenzusammensetzung des Benthos bestehen, werden wir noch bei der Behandlung der zoologischen Untersuchungen zurückgreifen.

Auf der Abbildung 2 führten wir aus einigen Analysen errechnete Diagramme über den Gesamtsalzgehalt, sowie den Produktionsfähigkeitsindex (R^2) vor.

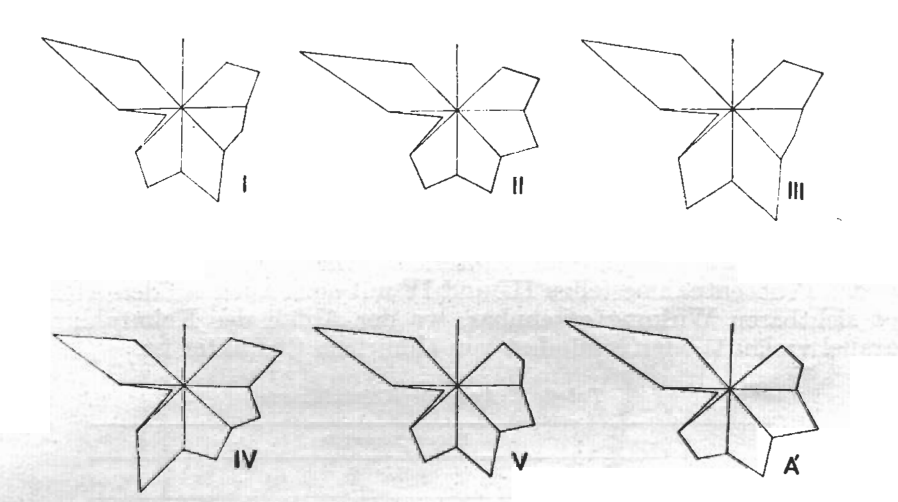


Abb. 2. Gesamtsalzgehalt-Diagramme (nach MAUCHA). — Produktionsfähigkeitsindexe (R^2) der Untersuchungsstellen: *I:* 1,96, *II:* 1,49, *III:* 2,31, *IV:* 1,83, *V:* 1,97, *Átalér:* 2,65

Diese zusammen informieren uns in vollem Maße über den chemischen Charakter, die Konzentration und Produktionsfähigkeit des Wassers. Es ist wesentlich zu betonen, daß die Produktionsfähigkeit — die zahlenmäßig durch das R^2 ausgedrückt wird — nur eine potentielle Möglichkeit darstellt und selbst mit der tatsächlichen Produktion nicht identisch ist. Diese letztere wird nämlich außer den chemischen Gegebenheiten auch noch von zahlreichen anderen Umwelts- und biologischen Faktoren beeinflußt und kann nur unter optimalen Bedingungen verwirklicht werden. Ein gutes Beispiel stellt hierfür gerade das Wasser des untersuchten Sees dar, in dessen chemischen Verhältnissen es in den vergangenen Jahrzehnten zu keinen wesentlichen Veränderungen gekommen ist, jedoch — wie wir darüber in der Relation des Zoobenthos ausführlich sprechen — die Produktion bedeutend abgenommen hat. Dasselbe läßt sich auch beim Átalér feststellen, in dessen Wasser die Menge des gelösten Hydrogenkarbonat-Ions — und infolgedessen die Größe des R^2 — größer ist als die des Sees, die Produktion hingegen notwendigerweise wesentlich kleinere Werte aufweist uzw. zufolge des höchsten selektierenden Faktors: der starken Strömung des Wassers.

Das Wasser des Sees ist — auf Grund der chemischen Zusammensetzung und der R^2-Größe — ein eutrophes Beta-limnowasser von Ca-Mg-HCO_3-Typ. Der Wert des R^2 erreicht fast die Höhe der ähnlichen Werte der stark eutrophen, also Alpha-limnogewässer. MAUCHA fand im Laufe seiner Untersuchungen (17, 18) gleichfalls ähnliche Werte vor und reihte den Öreg-tó von Tata, etwa als einen Übergangstyp unter die eutrophen und stark eutrophen Gewässer.

Auf Grund der chemischen Untersuchungen kann festgestellt werden, daß die Zusammensetzung des Seewassers auf die Einwirkung der Verlandung keine wesentlichen Veränderungen erlitten hat. Der Vergleich der Angaben der einzelnen Probeentnahmestellen weist jedoch in erster Reihe an den verunreinigten Stellen eindeutig auf die Verminderung der Intensität der biologischen Prozesse. Die Ergebnisse der chemischen (ökologischen) Untersuchungen stehen — wie wir später sehen werden — mit den Ergebnissen der bakteriologischen und zoologischen Untersuchungen im Einklang.

2. *Die mikrobiologischen Verhältnisse*

a) *Keimzahl.* — Nach den hohen Frühjahrswerten nimmt die Keimzahl bis September allmählich ab. Die Oktoberprobe erreicht wiederum die Frühjahrswerte. Den Grund hierfür mag zum Teil die Ablassung des Sees bilden.

Die vom Átalér zugeführte bakteriologische Verunreinigung macht sich bei den Probeentnahmestellen III und IV mit einer auch auf den Abbildungen gut sichtbaren Wirkung erkennbar, wo der Abfall der Keimzahlkurve fast parallel verläuft oder zumindest von ähnlichem Charakter ist.

Tabelle 5. Anaerobe Keimzahlwerte

	Untersuchungsstelle							
	Átalér	I.	I.	I.	II.	III.	IV.	V.
29. IV	0	0	0	4	0	2	0	0
23. V	0	0	0	42	1	0	0	0
20. VI	2	0	0	6	3	0	0	0
15. VII	0	0	0	0	0	0	3	0
18. VIII	6	0	0	8	0	0	0	0
19. IX	0	0	1	0	0	0	0	0
17. X	136	36	0	120	268	9	—	—

Das Wasser zeigte während der ganzen Untersuchungszeit an den Probeentnahmestellen II und V gleichmäßig die niedrigste Keimzahl.

Bei den in verschiedenen Tiefen durchgeführten Wasserproben der Probeentnahmstelle I ist die Keimzahl des von der Oberfläche und aus der mittleren Tiefe entnommenen Wassers ziemlich niedrig und nahezu gleich. In den unmittelbar über dem Grund genommenen Proben zeigen die Werte eine sehr große Streuung. Die Ursache hierfür liegt darin, daß bei den Probeentnahmen der aufgewirbelte, einen reicheren Keimgehalt aufweisende, lockere Grundschlamm leichter in die Probe gelangen kann.

b) *Anaeroben.* — Anaerobe Bakterien waren — die letztere Probeentnahme des Monats Oktober abgerechnet — nur anläßlich einiger Probeentnahmen und bei sehr geringer Menge nachweisbar (Tab. 5). Die höheren Oktoberwerte können mit der damals bereits sich im Gange befindlichen Ablassung des Sees erklärt werden. Infolge der Verminderung des Wasserstandes konnte man

zu diesem Zeitpunkt von der Probeentnahmestelle IV und V keine Proben mehr entnehmen. Die infolge der Senkung des Wasserspiegels auftretende größere Wasserströmung hatte vermutlich die obere, lockere Schicht des Schlammes aufgerührt und mit diesem zusammen kamen auch die hier lebenden anaeroben Keime ins Wassers. Wahrscheinlich übte die Ablassung des

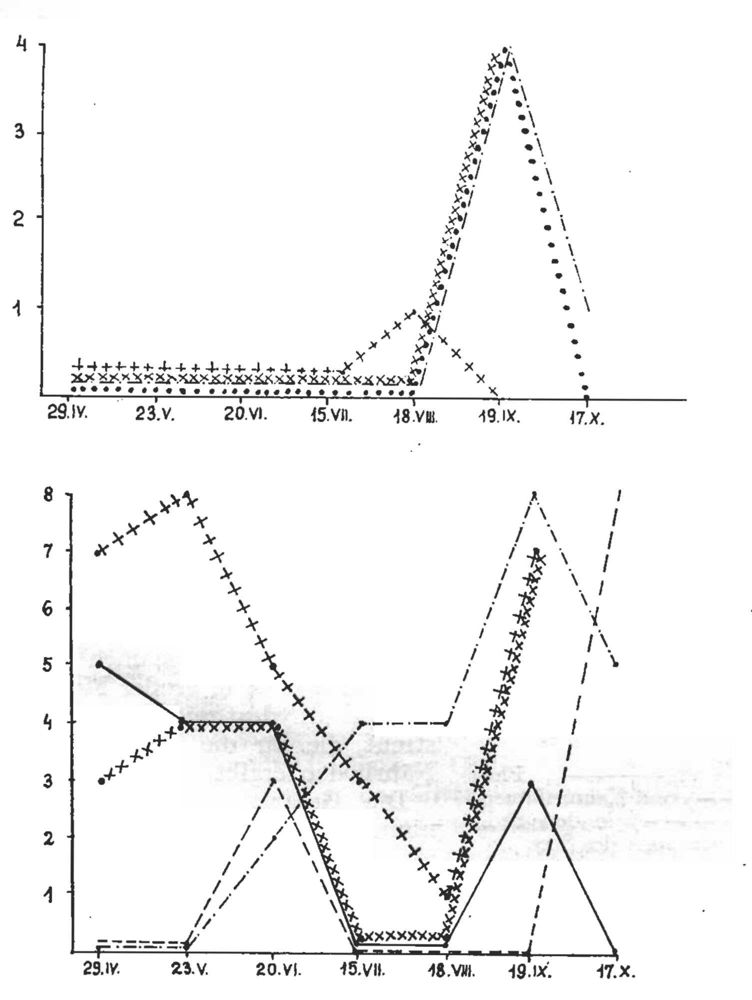


Abb. 3 (oben). Werte der Salmonella Phagen. (Zeichenerklärung s. Abb. 4) – Abb. 4 (unten). Gesamtwerte der Phagen. – Zeichenerklärung: —·—·—·— =Sammelstelle *I*, — — — — — =*II*, ———— =*III*, + + + + =*IV*, × × × × =*V*, ... = *Átalér*

Sees auch auf den Átalér eine Saugwirkung aus und es dürfte zufolge der zugenommenen Flußgeschwindigkeit eine größere Menge des eine reichere Bakteriumflora enthaltenden Sediments in den See gespült worden sein.

c) *Coli-Titer.* — Die Werte des Coli-Titers waren in Raum und Zeit ziemlich mannigfaltig, obwohl sie die Größenordnung 10^{-4} nie übertroffen haben. Die

als am meisten verunreinigt, haben sich die Proben des Átalér, sowie die der Probeentnahmestelle III erwiesen.

d) *Bakteriophage Verhältnisse.* — Die Salmonella-Phagen sind erst in August erschienen und auch dann erst an der Probeentnahmestelle IV. Im September traten sie im Átalér an den Stellen I und V mit vorspringenden Werten auf, aber bis Oktober verminderten sich die Werte auf das Minimum (Abb. 3.)

Hinsichtlich der Shigella Shiage erwiesen sich sämtliche Probeentnahmestellen zu jeder Zeit frei von Phagen.

Bei der Phage Shigella Flexner war zwischen einem Frühjahrs- und Sommermaximum ein Sommerminimum nachweisbar.

Bei der Phage Shigella Sonne war die Lage mit geringerem Sommerminimum ähnlich.

An den summierten Phagenkurven trat das Frühjahrs- und Herbstmaximum gut zum Vorschein. Vom Gesichtspunkt der Phagen war zu jedem Zeitpunkt die Probeentnahmestelle IV am meisten verunreinigt (Abb. 4).

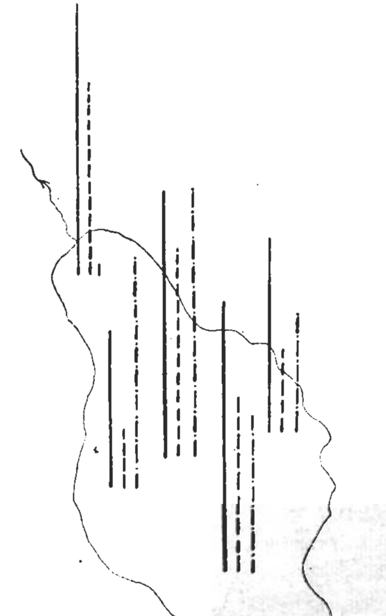


Abb. 5. Coli-(————), Phag (– – – – –) und Keimzahlmengen (—·—·—·—) in den Sedimentproben des Sees

e) *Sedimentproben.* — Zur Bildung der Gesamtkeimzahl üben die physikalischen und chemischen Parameter des Sediments ganz bestimmt einen wesentlichen Einfluß aus. In unserem Falle scheinen diese Parameter die Lebensverhältnisse der Bakterien in nicht günstiger Richtung zu beeinflussen. Deshalb ist die Keimzahl, mit der Keimzahl der einheimischen Seesedimentproben (Balaton, Hámori-See) verglichen, trotzdem ziemlich niedrig, daß die Fischwirtschaft in großer Menge organische — an Kohlenhydrat reiche — Nahrung ins Wasser streut, die für die Bakterien einen günstigen Nährboden ergibt.

Die Gesamtkeimzahl der Sedimentproben nimmt von der Probeentnahmestelle I bis V allmählich ab, ähnlich ist die Bildung des Coli-Titers mit dem Unterschied, daß der Coli-Titer an den ersten drei Probeentnahmestellen gleichfalls 10^{-6} groß ist. Der Coli-Titer des Sediments ist im allgemeinen mit ein-zwei Größenordnungen größer als der Coli-Titer der Wasserproben (Abb. 5).

Die anaerobe Keimzahl zeigt vor allem auf den Probeentnahmestellen III und IV einen vorspringenden Wert.

Probeentnahmestellen	I	II	III	IV	V
Anaerobe Keimzahl in 1 ml	0	40	200	320	31

Bakteriophagen ließen sich an der Probeentnahmestelle I nicht nachweisen. Salmonella-Phagen (Paratyphus B) konnten wir nur aus dem Schlamm der Probeentnahmestelle II auszüchten. An der Probeentnahmestelle III, IV und V waren nur Shigella Sonne nachweisbar.

3. *Die zoologischen Verhältnisse*

Unser Ziel war mit den chemischen und bakteriologischen Untersuchungen parallel auch solche zoologische Untersuchungen durchzuführen, deren Ergebnisse mit den früheren — zwischen den Jahren 1954 und 1957 durchgeführten — verglichen werden können und auf diese Weise geeignet sind, um die veränderten Verhältnisse des Sees zumindest auf dem Wege einer charakteristischen Tiergruppe widerzuspiegeln. Da die früheren Untersuchungen quantitative und qualitative Bodenmakrofaunenuntersuchungen waren (3, 5) versuchten wir 1966 Untersuchungen ähnlichen Charakters, mit ähnlicher Methode, möglichst an denselben Punkten des Sees durchzuführen.

Bezüglich der Umweltsverhältnisse der Bodenfauna, sowie über die Lage der Probeentnahmestellen, ihre Tiefenverhältnisse haben wir bereits gesprochen (p. 40), deshalb wollen wir hier jene makroskopische Änderung, die zwischen den beiden Untersuchungszeitpunkten in der Qualität des Sediments vor sich gegangen sind, noch kurz erörtern.

Probeent-nahmestellen	1954—57	1966
I. II.	grauer, weicher Schlamm, stellenweise mit H_2S-Geruch	grauer, weicher Schlamm mit wenig 1—2 mm großen Kohlenkörnchen
III.	mit schlackigem Kohlenstaub bedeckter sandiger Schlamm*	in weichem, schlammigem Material mit 5—30 mm großen Kohlenkörnchen und
IV.	sandiger Schlamm	schlammiger Sand mit gräberem Detritus und Kohlenkörnchen gemischt
V.	fester, schlammiger Sand	Sand, mit wenigem, grobem Detritus und Kohlenkörnchen

Das in der Übersicht gefaßte, — auch das betreffs der Änderung der Tiefenverhältnisse besagte in Betracht gezogen — führt uns drei Eigenheiten des Verlandungsprozesses vor die Augen: *1)* das in Richtung der Längsachse des Sees von Süden nach Norden vordringende, weiche, aschige, Kohlenkörnchen enthaltende Material kann bereits im ganzen Gebiet des Sees nachgewiesen werden und vermischt sich mit dem in der Mitte und im nördlichen Teil des Sees (Probeentnahmestellen I und II) ursprünglichen weichen Schlamm in großem Maße. *2)* Die gröbere Fraktion des sich in den See ergießenden Geschiebes bildet am südlichen Ende des Sees, um die jeweilige Einmündung des Átalér herum feste, massive Bänke. *3)* Das Material der ursprünglich festen, sandigen, äußersten Sedimentregionen des Öreg-tó (Probeentnahmestellen IV und V) ist weinger imstande sich mit dem hierher geführten feineren Geschiebe zu vermischen. Der Wellenschlag spült deshalb das lockere Material von diesen seichteren Stellen sehr leicht den tieferen Teilen zu.

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Bodenfauna haben die vorliegenden Untersuchungen gezeigt, daß den Großteil der Fauna die Larven von *Chironomus plumosus* bilden. Außerdem fanden wir — an der Sammelstelle Nr. III — die Larven von *Procladius choreus* Mg., ferner an sämtlichen Stellen *Tubifex*-Arten vor. Vergleichen wir dies mit den Ergebnissen der Jahre 1954–57 (5), so läßt sich feststellen, daß zufolge der Änderung der Umweltsgegebenheiten die Makrofauna des Sediments in qualitativer Hinsicht ärmer geworden ist, da während zur Zeit der früheren Untersuchungen neben den stets vor-

* Dieses Gebiet hat sich mittlerweile verlandet.

6. táblázat

29. IV. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	59 2681	1762 4053	1821 6734
II.	— —	251 427	251 427
III.	— —	370 3962	370 3962
IV.	14 506	429 1374	443 1880
V.	— —	533 1546	533 1546

23. V. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	1110 7442	1406 3376	2 516 10 818
II.	1377 7850	1007 3927	2 384 11 777
III.	29 97	16 136	45 233
IV.	133 879	— —	133 879
V.	44 182	29 133	73 315

20. VI. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	473 4265	503 1309	976 5574
II.	266 2932	370 703	636 3635
III.	370 851	1184 6279	1554 7130
IV.	14 145	44 44	58 189
V.	118 2334	89 106	207 2440

10. VII. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	296 3939	89 168	385 4107
II.	148 3302	44 146	192 3448
III.	— —	1095 5589	1095 5589
IV.	—	—	—
V.	14 281	414 1451	428 1732

18. VIII. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	14 192	44 80	58 272
II.	44 1613	325 1694	369 3307
III.	—	—	—
IV.	—	—	—
V.	—	—	—

19. IX. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	414 1327	681 1975	1095 3302
II.	133 467	429 1460	562 1927
III.	— —	1036 4561	1036 4561
IV.	29 195	148 547	177 742
V.	—	—	—

17. X. 1966

	Chironomus	Tubifex	Insgesamt
I.	622 13 124	88 124	710 13 248
II.	29 307	29 157	58 464
III.	— —	562 1575	562 1 575

herrschenden Larven des *Chironomus plumosus*-Larven von weiteren 8 Chironomidenarten anzutreffen waren, konnte im Laufe unserer jetzigen Untersuchungen als begleitende Art lediglich *Procladius choreus* nachgewiesen werden. Im Zusammenhang mit den Larven dieser Art lohnt es sich jedoch zu bemerken, daß diese früher nur auf dem vom schädlichen Geschiebe des Baches Átalér mehr oder weniger berührten Gebiete vorgekommen sind und zur Zeit ebenfalls auf dem vom Geschiebe am unmittelbarsten berührten Gebiete (Sammelstelle III), obwohl in geringerer Anzahl als seinerzeit, eingesammelt werden konnten.

Die quantitativen Verhältnisse der Bodenfauna betreffend stellten wir anläßlich unserer neuen Untersuchungen die Anzahl und das Gewicht der Mitglieder der Makrofauna in einem Durchschnitt von je m² fest. Die Angaben enthält Tab. 6.

Vergleichen wir die Angaben mit den entsprechenden Werten der früheren Untersuchungen, so kann man zwei Tatsachen feststellen. Die eine ist, daß die Makrofauna in sehr starkem Maße — etwa um 14,6% — zurückgedrängt wurde, die andere, daß die früher festgestellten Sedimentzonen des Öreg-tó auch nach der starken Verschlechterung der Verhältnisse bezüglich des Reichtums der Bodenfauna (5) ihre Wertskala beibehalten haben. Die 2 bzw. 3 Wertgruppen, in welche die damaligen 6 Sammelstellen eingereiht werden konnten, können zwar mit wesentlich niedrigeren Werten, jedoch auch noch heute abgesondert werden (Tab. 6).

Dies wird durch den Umstand gut bewiesen, auf den wir im Zusammenhang mit der Veränderung des Sedimentmaterials bereits hingedeutet haben, daß nämlich das sich der Längsachse des Sees entlang langsam vorschiebende aschige, kohlige Material bereits im ganzen Gebiet des Sees erschienen ist, sich jedoch von der Einmündung entfernend in einer verhältnismäßig stets geringer werdenden „Verdünnung" mit dem ursprünglichen Sediment vermischt.

Die vorgenommenen quantitativen Untersuchungen bieten mit genügender Vorsicht auch dazu eine Möglichkeit, daß wir die auf die Biomasse bzw. die Produktivität des Sees früher festgestellten Angaben (5) — unter Beachtung der weiteren Verschlechterung der Verhältnisse — modifizieren. Hinsichtlich der Makrofauna des Bodensediments des Öreg-tó gestalteten sich die Produktionswerte annähernd folgenderweise:

	1955–57	1966
Produktion/ha	1 t	0,2 t
Die Produktion des Sees	245 t	37 t

Zusammenfassung

Die Wirkung des vom Bach Átalér stammenden Geschiebes auf den Öreg-tó von Tata läßt sich auf Grund der durchgeführten physikalischen, chemischen, bakteriologischen und zoologischen Untersuchungen folgendermaßen auswerten:

Der Bach Átalér führt Geschiebe in einer Menge von durchschnittlich 57,5 m³/Tag in den See. Innerhalb von 12 Jahren hat dies etwa 90 Katastraljoch Wasserfläche, 25–30% des ursprünglichen Volumens dem See abgerungen. Auf Grund der chemischen Untersuchungen ist der See — entsprechend der

älteren Untersuchungsergebnisse — ein eutrophes, Beta-limnogewässer von Ca-Mg-HCO_3-Typ.

Eine bedeutendere bakteriologische Verunreinigung läßt sich nur im Bach und bei seiner Einmündung im See nachweisen. Die Phagenmenge zeigt ein Frühjahrs- und Herbstmaximum.

Die starke Verarmung des Planktons setzte, von Beginn der großen Einführung vom Geschiebe an, stark ein. Dieser Verarmung folgte das katastrophale Aussterben des Benthos: es könnten heutzutage nur mehr bloß 14,6 % der vor 12 Jahren vorhandenen Benthos-Makrofauna vorgefunden werden. Die natürliche tierische Nährstoffbasis des Öreg-tó als eines Fischteiches hat sich dadurch fast auf ein Minimum reduziert.

SUMMARY

Alterations in the Milieu-factor and the Benthos of a Shallow Lake Utilized by Fisheries

The Öreg-tó, near Tata (about 80 km to the NW of Budapest), was until recently one of the best carp-yielding, half artificial fishery lake in Hungary. The single tributary stream of the originally 420 „holds" (about 600 acres) large lake of a maximum 3,5 m depth carries since about 12 years a great amount of float material, originating from the nearby coal-mines, into the lake, thus radically changing the existing conditions of life in its waters.

To investigate the present situation, the authors made, on seven occasions, physical, chemical, bacteriological and zoological surveys in the period April—October, 1966.

It was established, on the basis of depth and float measurements, that the water-mass of the lake had decreased, owing to the various deposits, by about 25 per cent during the 12 past years. Chemical examinations have shown that the water of the lake has a beta-limno, Ca-Mg-HCO_3 type and of an eutrophic character, just as some decades ago. Bacteriological pollution in the stream and the lake can be shown only about the mouth of the brook. The zooplankton is poorer, the earlier and very rich macrobenthos had largely decreased, its production falling back from the annual 245 t to 37 t. All these changes considerably reduces the productivity, from the point of view of fishing, of the lake.

SCHRIFTTUM

1. ALEKIN, O. A.: *Grundlagen der Wasserchemie.* Leipzig, 1962, pp. 260.
2. AXT, G.: *Die Kohlensäure-Gleichgewichte in Theorie und Praxis.* Vom Wasser, 28, 1961, p. 208—226.
3. BERCZIK, Á.: *Mennyiségi és minőségi vizsgálatok iszaplakó Chironomida lárvákon.* Kand. Diss., Budapest, 1956, pp. 177.
4. BERCZIK, Á.: *Chironomidák és a tótipustan néhány hazai kérdése.* Állatt. Közlem., 46, 1957, p. 33—41.
5. BERCZIK, Á.: *Einige Beobachtungen bezüglich der horizontalen Verteilung des Makrobenthos seichter „pannonischer" Seen.* Acta Zool. Hung., 7, 1961, p. 49—72.
6. BÍRÓ, GY.: *Enterális bakteriphagok vízből történő kimutatásának módszere.* Kísérl. Orvostud., 1960, p. 624—627.
7. CSAJÁGHY, G. & TOLNAY, V.: *A víz összes keménységének, valamint kalcium- és magnézium-tartalmának helyszíni meghatározása.* Hidrol. Közl., 32, 1952, p. 438—441.
8. DUDICH, E.: *„Élettér", élőhely, életközösség.* Term.-tud. Közl. Pótf., 71, 1939, p. 49—64.
9. ENTZ, B.: *A Balaton termelésbiológiai problémái.* MTA Biol. Orvostud. Oszt. Közlem., 5, 1954, p. 433—461.
10. FINÁLY, L.: *Felszíni vizeink közegészségügyi vonatkozásai.* Népegészségügy, 35, 1954, p. 191—193.

11. GYÖRGY, I.: *A vízügyi tervezés időszerű kérdései.* Hidrol. Közl., 46, 1966, p. 433—444.
12. KOCOUROVA, E. & ZELINKA, M.: *Völgyzárógátas víztárolók vizének bakteriológiai vizsgálata a Morva folyó vízgyűjtő területén.* Ceskosl. Hygien., 1958, p. 3—355.
13. LELLÁK, J.: *Zur Benthosproduktion und ihrer Dynamik in drei böhmischen Teichen.* Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 14, 1961, p. 213—219.
14. Magyar Szabványügyi Hivatal: *Vízvizsgálatok.* MSZ 448—55, pp. 31.
15. MAUCHA, R.: *Hydrochemische Methoden in der Limnologie.* Die Binnengewässer, 12, Stuttgart, 1932, pp. 173.
16. MAUCHA, R.: *Hydrochemische Halbmikro-Feldmethoden.* Arch. Hydrobiol., 41, 1947, p. 352—391.
17. MAUCHA, R.: *Újabb szempontok a vizek termelőképességének megállapítására.* Magyar Kém. Lapja, 1947, p. 293—297, 324—329, 350—354.
18. MAUCHA, R.: *Einige Gedanken zur Frage des Nährstoffhaushalts der Gewässer.* Hydrobiologia, 1, 1949, p. 225—237.
19. PAPP, SZ.: *Felszíni vizeink minősége.* Hidrol. Közl., 41, 1961, p. 188—209.
20. PAPP, SZ.: *Felszíni vizeink minősége.* Hidrol. Közl., 47, 1967, p. 366—368.
21. PÁTER, J.: *Hozzászólás a „Felszíni vizeink minősége" c. előadáshoz.* Hidrol. Közl., 41, 1961, p. 213—214.
22. SEBESTYÉN, O.: *Bevezetés a limnológiába.* Budapest, 1963, pp. 235.
23. SCHIEFNER, K., GREGÁCS, M. & MAHUNKA, S.: *Ivóvíztározó tervezésével kapcsolatos komplex vízhigiénés vizsgálatok.* Egészségtudomány, 1963, p. 137—147.
24. SCHIEFNER, K., GREGÁCS, M. & MAHUNKA, S.: *Ivóvíztározással kapcsolatos vízvizsgálatok.* Hidrol. Közl., 44, 1964, p. 67—72.
25. SCHIEFNER, K. & GREGÁCS, M.: *Újabb adatok az ivóvíztározás problémájához.* Egészségtudomány, 1964, p. 275—280.
26. SCHIEFNER, K. & GREGÁCS, M.: *Velence-tavi vízvizsgálatok közegészségügyi értékelése.* Hidrol. Közl., 44, 1964, p. 272—275.
27. SCHWOERBEL, J.: *Methoden der Hydrobiologie.* Stuttgart, 1966, pp. 207.
28. VESZPRÉMI, B.: *Limnológiai vizsgálatok a tatai Öreg-tavon.* OMMI Évkönyve, 5, 1961, p. 193—206.
29. VITÁLIS, GY.: *Az Átalér-völgyi nagyobb települések és létesítmények vízellátásának földtani lehetőségei.* Hidrol. Közl., 43, 1963, p. 458—476.
30. WOYNÁROVICH, E.: *Néhány magyarországi víz kémiai sajátosságairól.* Annal. Biol. Tihany, 13, 1941, p. 302—315.